聚变堆气态氚排放的辐射影响研究

The Study on the Radiological Effect of the Tritium Gas Released from Fussion Reactor

左庆宁[1*]，黄靖云[1]，张君南[1]，王晓亮[1]，白晓平[1]，魏其铭[1]

（1 中国核电工程有限公司，北京 100080）

Zuo Qingning[1*]，Huang Jingyun[1]，Zhang Junnan[1]，Wang Xiaoliang[1]，Bai XiaoPing[1]，Wei Qiming[1]

(1 China Nuclear Power Engineering Company,LTD. Beijing 100840)

摘要：聚变堆贮存及释放的气态氚的量远高于现行的裂变堆，氚是聚变堆潜在放射性的重要来源。因此，为未来实现聚变堆的安全性及环境友好性，需要研究聚变堆气态氚排放对环境的影响。基于使用高斯模型预测气态氚释放后的大气弥散规律以及氚气（HT）的干沉积、土壤氧化以及氚化水（HTO）的再蒸发效应，计算了聚变堆 1g 的 HT 在短期释放情况下对周围环境的公众所造成辐射剂量。计算结果显示：在 10m 高度处释放的 HT 对排放点 W 方位 500-3000m 处的成人造成的吸入内照射剂量在 0.38~0.10mSv 之间，不同距离 HTO 的再蒸发效应所造成的剂量都是气态氚剂量的主要来源，沉降至土壤中的 HT 被氧化成 HTO 的比例及气象条件是决定气态氚剂量的关键参数。研究表明聚变堆 HT 释放所造成公众剂量要高于现行的裂变堆，在后续开展聚变堆的相关研究过程中，需要进一步关注其释放的气态氚对环境的辐射效应。

Abstract: The amount of gaseous tritium stored and released in fusion reactor is higher than which in current fission reactors, so that tritium is an important source of potential radioactivity in fusion reactor. Therefore, in order to achieve the safety and environmental friendliness of fusion reactor in the future, it is necessary to study the

第一作者（通讯作者）：左庆宁，男，1996 年 10 月生，2019 年本科毕业于清华大学，2022 年硕士研究生毕业于核工业第二研究设计院，现工作于中国核电工程有限公司，研究领域为辐射防护与环境保护、核环境安全，工程师。邮箱：877940452@qq.com; zuoqn@cnpe.cc。通信地址：北京市海淀区西三环北路 117 号，邮编：100840。联系电话：18813156300。

First Author(Corresponding Author): ZUO Qingning，male，born in 1996.10，bachelor graduated from Tsinghua University in 2019, master graduated from The Second Nuclear Industry Research and Design Institute, working in CNPE, focusing on radioactive protection, environmental protection and nuclear environmental safety, junior engineer title. Email:877940452@qq.com, zuoqn@cnpe.cc. Address: No.117, Xisanhuanbeilu, Haidian District, Beijing, 100840, China. Tel: 18813156300.

environmental impact of gas tritium emission from fusion reactor. Based on the Gauss model to predict the atmospheric dispersion of gaseous tritium release and the dry deposition of tritium gas (HT), soil oxidation and reevaporation of HTO, the radiation dose of 1g HT released from fusion reactor to the public in the surrounding environment was calculated. The calculation results show that: The effective dose of inhalation internal irradiation of HT released at 10m height for adults at 500-3000m W of the release point ranges from 0.38mSv to 0.1mSv The dose caused by the reevaporation effect of HTO at different distances is the main source of the dose of gaseous tritium. The proportion of the HT deposited to soil being oxidized to HTO and the atmosphere condition are the key parameter determining the effective dose of the tritium gas. The study shows that the effective dose of HT released from fusion reactor to public is higher than which released from fission reactor,so that further attention to the environmental impact of the tritium is needed in the research on the fusion reactor subsequently.

关键词：聚变堆；气态氚；大气弥散；再蒸发效应；有效剂量

Keywords: fusion reactor; tritium gas; atmosphere dispersion; revaporization; effective dose

前言

聚变堆是我国核能发展“三步走”战略的最后一步，其具有能量释放更高效、环境友好、资源储备更丰富的优势[1-3]。我国在积极参与国际热核聚变实验堆（ITER） 计划的同时，开展了中国聚变工程实验堆（CFETR）的相关工作[4-5]，与 ITER 在工程和技术上实现互补，为我国进一步独立自主地开发和利用聚变能奠定坚实的科学技术与工程基础，促使我国率先利用聚变能发电、实现能源的跨越式发展成为可能。

氚的半衰期为 12.3 年，为弱β放射性核素，每克氚的放射性活度约为 3.57×10^{14}Bq，其外照射对人体的危害很小，通过吸入和食入途径进入人体内部后对人体的辐射影响更大[6-7]。对于常规的裂变堆，以华龙一号机组为例，正常运行下气态氚的年排放量在 10^{12}Bq 的量级[8]，对公众造成的剂量约在 0.1~1μSv/a 的量级[8]，其对环境的辐射影响基本可忽略。而氚作为聚变堆的燃料，其盘存量及释放量都远高于裂变堆，其中：CFETR 在正常运行年份气态氚的年排放量约为 1g/a，大修年份约为 4g/a，高出裂变堆 2~3 个量级[9-12]；ITER 的聚变系统中氚的总盘存

量约为 3~4kg[12]。因此，氚是聚变堆潜在放射性的重要来源，其释放后对公众剂量的贡献远高于其他核素，需重点关注其在聚变堆正常运行以及事故工况下释放对环境的影响[4]。

本文研究了聚变堆短期释放的气态氚（以 HT 为例）对环境的影响，基于气态氚的大气弥散规律及其沉积、再蒸发效应，并结合我国典型厂址的大气环境条件，计算了气态氚对公众造成的辐射剂量。

1 理论模型

气态氚的大气弥散过程中，还伴随着大气和其他环境隔室的耦合转移过程。空气中的氚通过干沉降和湿沉降途径向土壤转移，在土壤中经过物理化学反应（如 HT 的氧化），会部分再蒸发到空气中，称为再蒸发效应。因此，空气中氚浓度是氚释放后经过一次大气弥散后的浓度和土壤再蒸发面源的二次大气弥散的浓度之和[13-14]。在进行公众剂量计算时，考虑了气态氚吸入途径下的内照射剂量。

1.1 大气弥散

如图 1 所示，本文根据高斯模式[15]预测聚变堆在短期释放（释放时长小于 8h）的气态氚的大气弥散过程，气态氚的大气弥散因子满足公式（1）：

$$\left(\chi / Q\right)=\frac{1}{2\cdot\pi\cdot\sigma_y\cdot\sigma_z\cdot u}\times e^{-\frac{y^2}{2\cdot\sigma_y^2}}\times\left(e^{-\frac{(H-z)^2}{2\cdot\sigma_z^2}}+e^{-\frac{(H+z)^2}{2\cdot\sigma_z^2}}\right) \quad (1)$$

式中：(χ/Q)为气态氚的大气弥散因子，s/m^3；Q 为气态氚的释放速率，Bq/s；u 为释放高度处风速，m/s; y 为侧风向距离，m；z 为计算点的高度，m；H 为释放点的有效高度，m；σ_y、σ_z 分别为水平、垂直扩散参数，m，与环境的大气稳定度及到释放点的距离有关。

1.2 沉积效应

释放至空气中的气态氚在干、湿沉积效应下沉降至土壤中，对于 HT（氚化氢）而言，由于其难溶于水，湿沉积效应可以忽略，因此主要考虑干沉积效应对其的影响，其干沉积因子满足公式（2）：

$$DP=\left(\chi / Q\right)\times V_d \quad (2)$$

式中：DP 为气态氚的干沉积因子，m^{-2}；V_d 为干沉降速率，m/s。

HT 释放后的大气弥散及沉降过程见图 1。

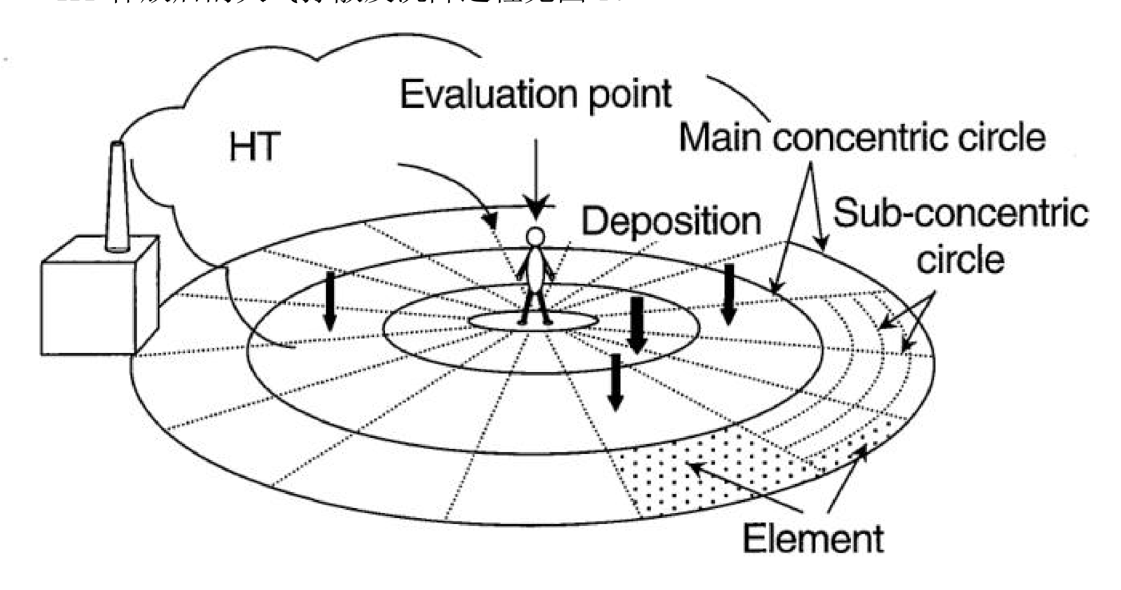


图 1 聚变堆释放的 HT 大气弥散及沉降过程

Fig 1. The atmospheric dispersion and deposition progress of HT released from the fusion reactor

1.3 再蒸发效应

沉降到土壤中的氚，虽然其再蒸发量相对空气中的氚浓度很小，但对于 HT 释放源，这一效应是不能忽略的。因为 HT 释放源由于大气弥散对人体直接造成的剂量很小（吸入人体内的 HT 大多会通过呼吸迅速排出，HT 的剂量转换因子很小），但沉降土壤中的 HT 会被部分氧化为 HTO，进而再蒸发进入空气中，由于 HTO 会被摄入生物体内，分布于各处组织器官中并参与代谢，其剂量转换因子远大于 HT，造成的剂量也更大。因此，对于 HT 释放源，再蒸发效应是其剂量评估中的关键因素[13]。

在本文中，考虑了剂量评价位置及其周围的 HTO 的再蒸发效应对剂量的贡献。如图 2 所示，本文的研究中，以评价点为圆心，均匀划分成 16 个扇形（每个 22.5°），同时按半径由小到大划分若干扇面（以下称为子区），并以 1 小时为时间步长，每个时间步长下的每个子区中气象条件和土壤理化性质以及气态氚的浓度均匀一致，同时考虑再蒸发量随时间的衰减效应，计算这些子区内土壤中 HTO 再蒸发效应对评价点氚浓度的贡献[16]。

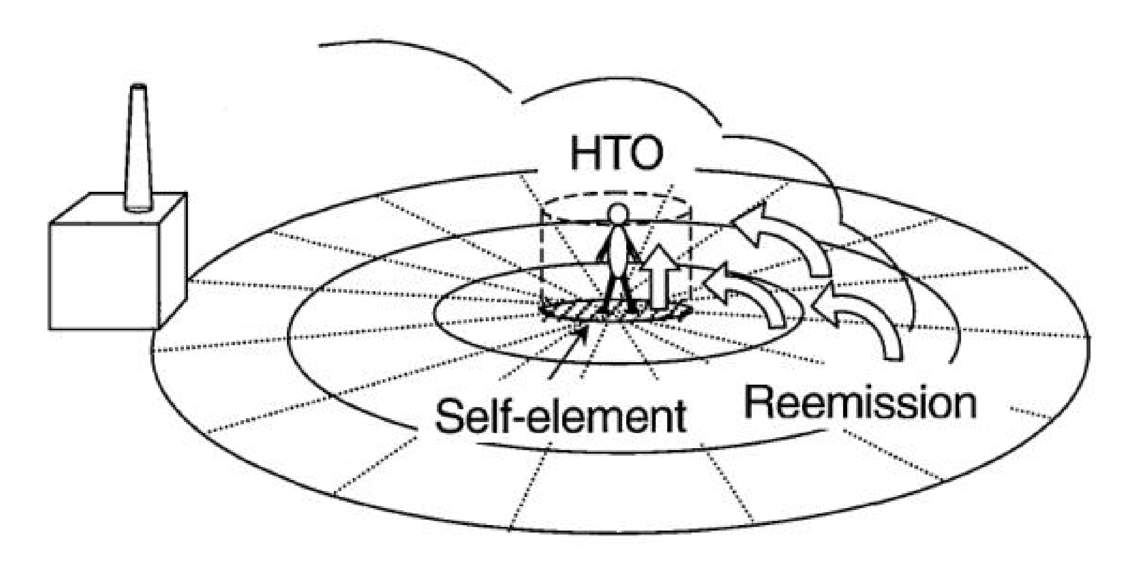


图 2 土壤中的 HTO 再蒸发并弥散的过程

Fig 2. The reemission and dispersion progress of the HTO in soil

在子区 k 内沉降至土壤中的 HT 被氧化成 HTO 并再蒸发的过程满足公式(3）所示的规律：

$$RE_{k,j} = DP_{k,j} \times A_k \times k_{oxi} \times f_j \quad (3)$$

式中：$RE_{k,j}$ 为子区 k 在第 j 个小时的气态氚的再蒸发因子，无量纲；$DP_{k,j}$ 为子区 k 在第 j 个小时 HT 的干沉积因子，m^{-2}；A_k 为子区 k 的面积，m^2；k_{oxi} 为 HT 在土壤中氧化的比例；f_j 为再蒸发量随时间的衰减因子。

各子区再蒸发的 HTO，会作为地面释放源，在大气弥散的作用下对评价点的气态氚弥散因子产生贡献，其规律满足公式（4）：

$$\left(\chi_{re,k} / Q\right)_j = 2.032 \times RE_{k,j} / \left(\sigma_{z,j} \times u_j \times x_k\right) \quad (4)$$

式中：$(\chi_{re,k}/Q)_j$ 为子区 k 第 j 个小时的 HTO 再蒸发对评价点贡献的弥散因子，s/m^2；$\sigma_{z,j}$ 为第 j 个小时的垂直扩散参数，m；u_j 为第 j 个小时的风速，m/s；x_k 为子区 k 中心到评价点的距离，m，在本文中选取为子区扇面内外半径的平均值。

本文中，将各子区再蒸发的 HTO 视作由地面释放的面源，因此，采用了后退虚源法[17]对其进行修正，可将 x 处的面源等效为在（$x+x_d$）处的点源，如公式（5）及图 3 所示：

$$px_d^q = \sigma_{y_0} = \frac{d}{4.3} \quad (5)$$

式中，d 为子区的等效宽度，m，在本文中取为子区扇面的两段半径中点连线的长度；σ_{y0} 为侧风向的初始扩散幅度，m；x_d 为后退距离，m；p，q 为横向扩散系数，与大气稳定度相关。

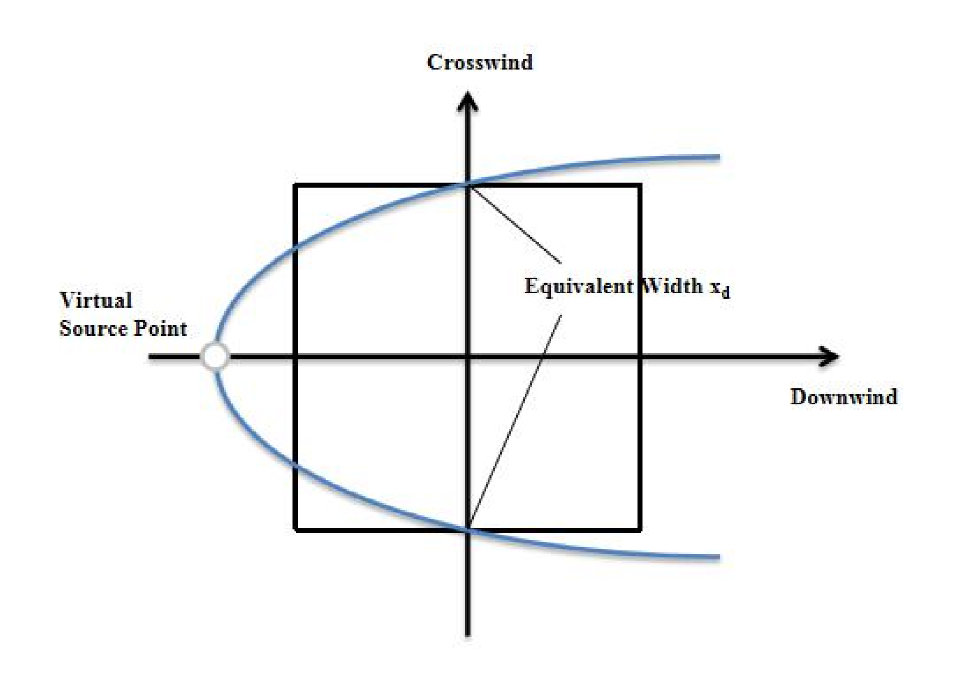


图 3 后退虚源法示意图

Fig 3. The method of recessional virtual source

故 j 时刻各子区 HTO 再蒸发对评价点贡献的弥散因子$(\chi_{re}/Q)_j$满足公式（6）：

$$(\chi_{re}/Q)_j = \sum_k (\chi_{re,k}/Q)_j \quad (6)$$

同时，评价点位置处土壤中的 HTO 同样也会再蒸发，并对评价点的气态 HTO 浓度产生贡献，本文中，假设评价点再蒸发的 HTO 均匀分布在以评价点为地面圆心的圆柱中[16]，如式（7）及图 2 所示：

$$(\chi_{self}/Q)_j = RE_{self,j} / \left(u_j \times H_{self} \times A_{self}^{0.5}\right) \quad (7)$$

式中：$(\chi_{self}/Q)_j$ 为第 j 个小时评价点 HTO 再蒸发所贡献的弥散因子，s/m^2；$RE_{self,j}$ 为评价点第 j 个小时的再蒸发因子；H_{self} 为假设圆柱的高度，m；A_{self} 为假设圆柱的底面积，m^2。

故评价点气态氚的总弥散因子(χ_T/Q)满足公式（8）：

$$(\chi_T/Q) = (\chi/Q) + \sum_j^{t_{reem}} \left[(\chi_{re}/Q)_j + (\chi_{self}/Q)_j \right] \quad (8)$$

式中，t_{reem} 为 HTO 发生再蒸发的时长。

1.4 剂量计算

在本文的研究中，考虑了吸入气态氚引起的内照射对公众剂量的贡献，该剂量满足公式[15]（9）：

$$D_h^a = 3.17\times10^{-8}\times R_a\times Q\times\left(\chi_T/Q\right)\times g_h^a\times T \qquad (9)$$

式中：D_h^a 为年龄组 a 受到的有效剂量，Sv；R_a 为年龄组 a 的年空气摄入量，m^3/a；g_h^a 为年龄组 a 的吸入剂量转换因子，Sv/Bq；T 为释放后的受照射时长，s。

2 计算结果与分析

2.1 计算对象与参数选取

本文选取了我国典型厂址作为研究对象，计算了聚变堆在短期释放的情形下释放高度为 10m 时向大气释放 3.57×10^{14}Bq 的气态氚（1g，以 HT 形式释放）对公众的辐射剂量。计算过程中，风速、大气稳定度等气象条件均选自典型厂址周边气象站的观测结果,该参考厂址位于我国东部沿海，年均风速为 2.1m/s，年均气温为 14.5℃，最高频风向为 E，厂址大气稳定度以 D 类为主，其次为稳定的 E、F 类。

在计算 HTO 的再蒸发效应时，考虑了以评价点为中心 30000m 的范围，从内到外半径划分为 100,200,500,1000,2000,5000,10000,20000,30000m，考虑了气态氚沉降至土壤后的 48h 内的再蒸发效应对空气浓度的贡献。同时基于保守角度，假设沉积至土壤中的 HT 全部被氧化成 HTO。其中，HTO 再蒸发随时间的衰减效应满足公式[16,18,19]（10）：

$$f\left(t\right) = 0.1e^{-0.33t} \qquad (10)$$

式中，时间 t 的单位为小时。

在计算气态氚的剂量时，选取了成人组为计算对象，计算了释放后 30 天内吸入气态氚引起的内照射剂量，同时基于保守角度，计算剂量使用的气态氚浓度为释放后评价点浓度的最大值。

各参数选取情况见表 1。

表 1 计算对象及参数选取[20,21]

Table 1.The compute object and parameter selection

模型参数 Mode and Parameter	取值 Value
释放量 Q Release amount	3.57×10^{14}Bq（1g）
释放时长 Release duration	1h
再蒸发时长 t_{reem} Revaporization duration	48h
释放高度 H Release height	10m
HT 干沉降速率 Dry deposition velocity of HT	5×10^{-4}m/s
HT 在土壤中氧化的比例 k_{oxi} Proportion of HT oxidized in soil k_{oxi}	1
计算位置处 HTO 再蒸发圆柱高度 H_{self} 及底面积 A_{self} The radius and height of reemission cylinder	H_{self}=1m， A_{self} 为半径 5m 的圆的面积 Aself is the area of 5m radius circle
剂量计算点位置 Dose calculation position	释放点 W 方位 500~3000m 500~3000m west to the release point
年龄组 Age group	成人 Adult
气态氚吸入剂量转换因子[22] Inhalation dose coefficient of gas tritium	HT：1.8×10^{-15}Sv/Bq HTO：1.8×10^{-11}Sv/Bq
受照射时长 Exposure duration	30d

2.2 计算结果

如表 2 和图 4 所示为 HT 释放高度为 10m 时，释放点 W 方位不同距离下的气态氚的有效剂量。由图表数据可知，在距离释放点不同位置处，HT 在气态氚总剂量的占比很低，约占 1%甚至更低，气态氚的辐射剂量主要是由 HT 沉降至土壤中被氧化成 HTO 后再蒸发造成的。其中，在距离释放点 500m 处和 1000m 处的的气态氚总有效剂量分别为 0.38mSv 和 0.28mSv，参照我国《核动力厂辐射防护规定》（GB6249-2011）[23]，这两剂量值超过了核电厂正常运行及预计运行事件公众剂量约束值 0.25mSv；参照 ITER 相关标准，这两剂量值也超过了 ITER

正常运行及事件[12]公众剂量限值 0.1mSv，分别占事故剂量限值（10mSv）的 3.80% 和 2.80%。

表 2 10m 释放高度时释放点 W 方位不同距离下气态氚的有效剂量

Table 2.The effective dose of the tritium gas at 10m release height at different distances in the west

到释放点距离（m） Distance	500	1000	1500	2000	2500	3000
气态氚总剂量（mSv） Total effective dose of tritium gas (mSv)	0.38	0.28	0.20	0.16	0.14	0.10
HT 剂量（mSv） Effective dose of HT (mSv)	3.59×10^{-3}	2.25×10^{-3}	1.31×10^{-3}	8.50×10^{-4}	6.25×10^{-4}	4.66×10^{-4}

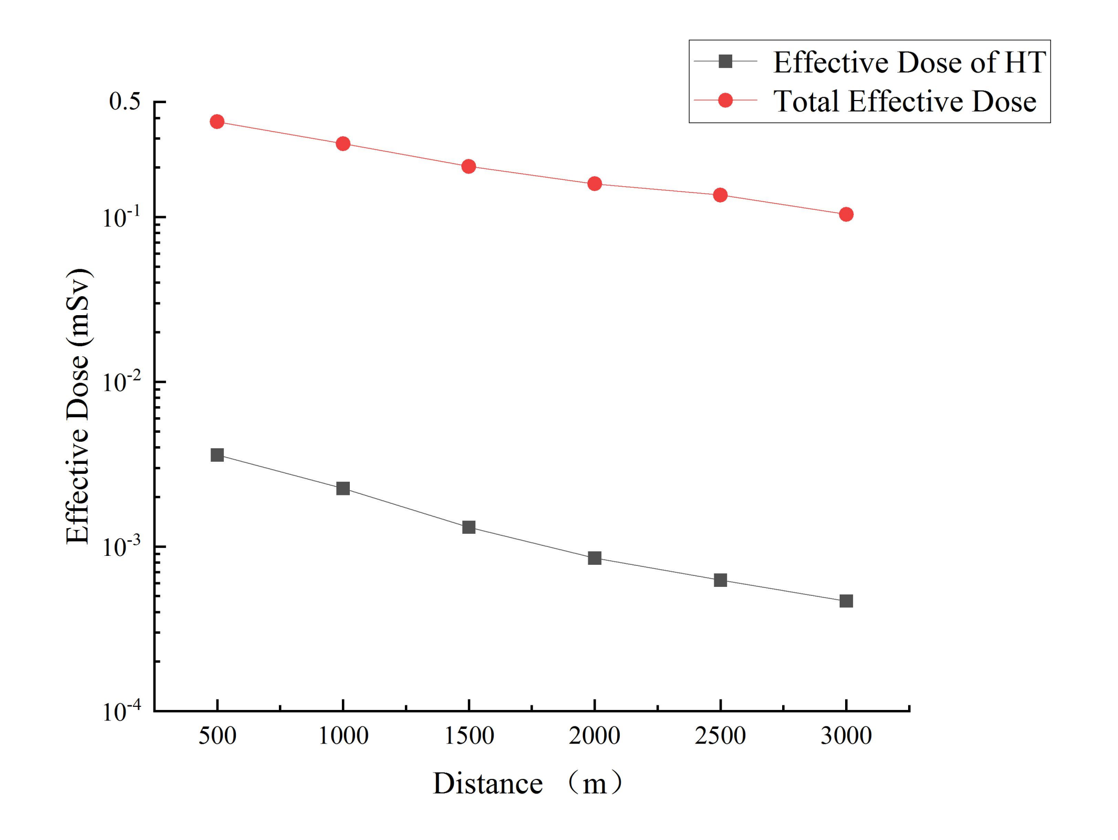


图 4 10m 释放高度时释放点 W 方位不同距离下气态氚的有效剂量

Fig 4.The effective dose of the tritium gas at 10m release height at different distances in the west

图 5 所示为 10m 释放高度下 W 方位 500m 处 HT 和不同环段再蒸发的 HTO 对剂量的贡献。由图中数据可知，HT 的剂量对总剂量的贡献很小，仅占总剂量的 0.95%；评价点及不同距离环段 HTO 的再蒸发中，距离 0-100m 处的 HTO 再蒸发造成的剂量占总剂量的比例最大，占 28.99%，距离评价点 500m 以内 HTO 的再蒸发效应对总剂量的贡献超过了 60%。距离评价点 5000m 以外的 HTO 再蒸发造成的剂量很低，在总剂量的占比不超过 5%，因此在剂量计算时，应主要考虑评价点 5000m 范围内 HTO 的再蒸发效应。

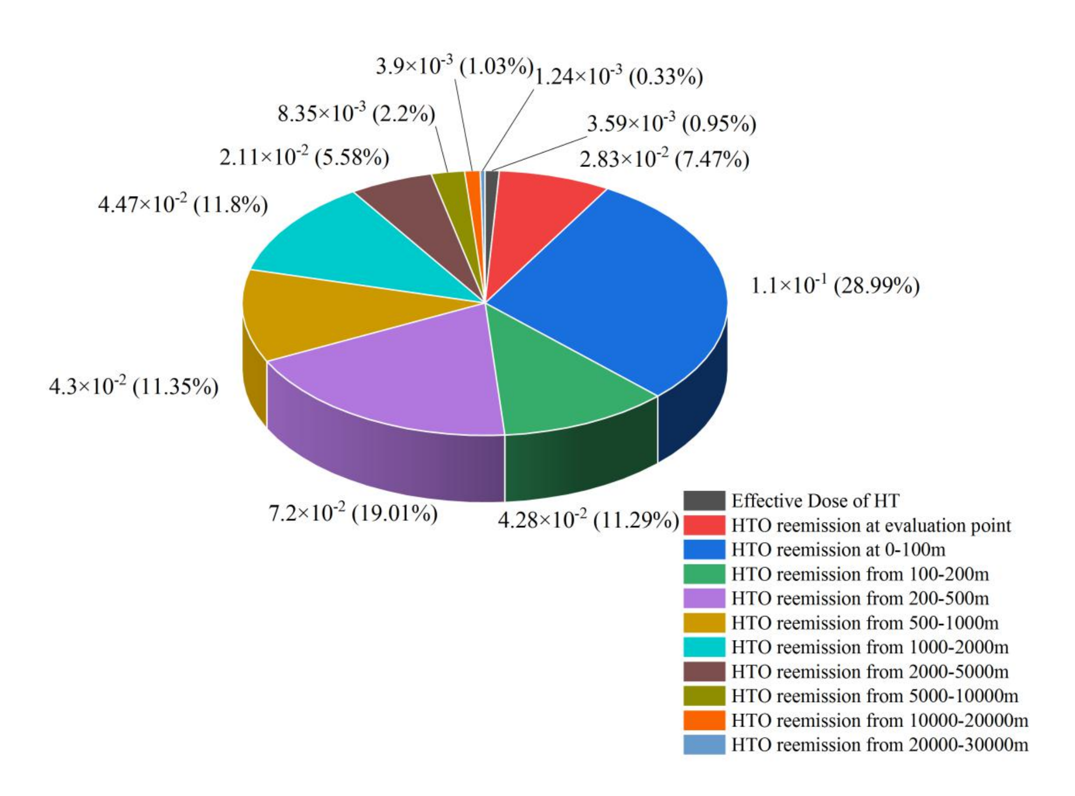


图 5 10m 释放高度时释放点 W 方位 500 米处 HT 和 HTO 的剂量贡献（单位：mSv）

Fig 5.The effective dose contribution of HT and HTO at 500m of the west from the release point at 10m release height（unit:mSv）

2.3 参数选取差异性分析

本文还研究了部分参数不同取值时对计算结果的影响，考虑了不同的 HT 在土壤中氧化的比例以及不同再蒸发效应的时长对气态氚总剂量的影响。

（1）HT 的土壤氧化比例

本文研究了土壤氧化比例 k_{oxi} 分别为 1，0.5 和 0.25 时的气态氚剂量差异，图 6 和表 6 所示为不同距离下的气态氚剂量。由图和表中结果可知，土壤氧化比例 k_{oxi} 的取值是影响气态氚剂量的关键因素之一，不同 k_{oxi} 的取值下气态氚剂量差别较大，但各案例中，HT 在土壤中被氧化成 HTO 的再蒸发效应都是气态氚剂量的主要来源。K_{oxi} 取值为 1 时计算得到的气态氚剂量是较为保守的结果。

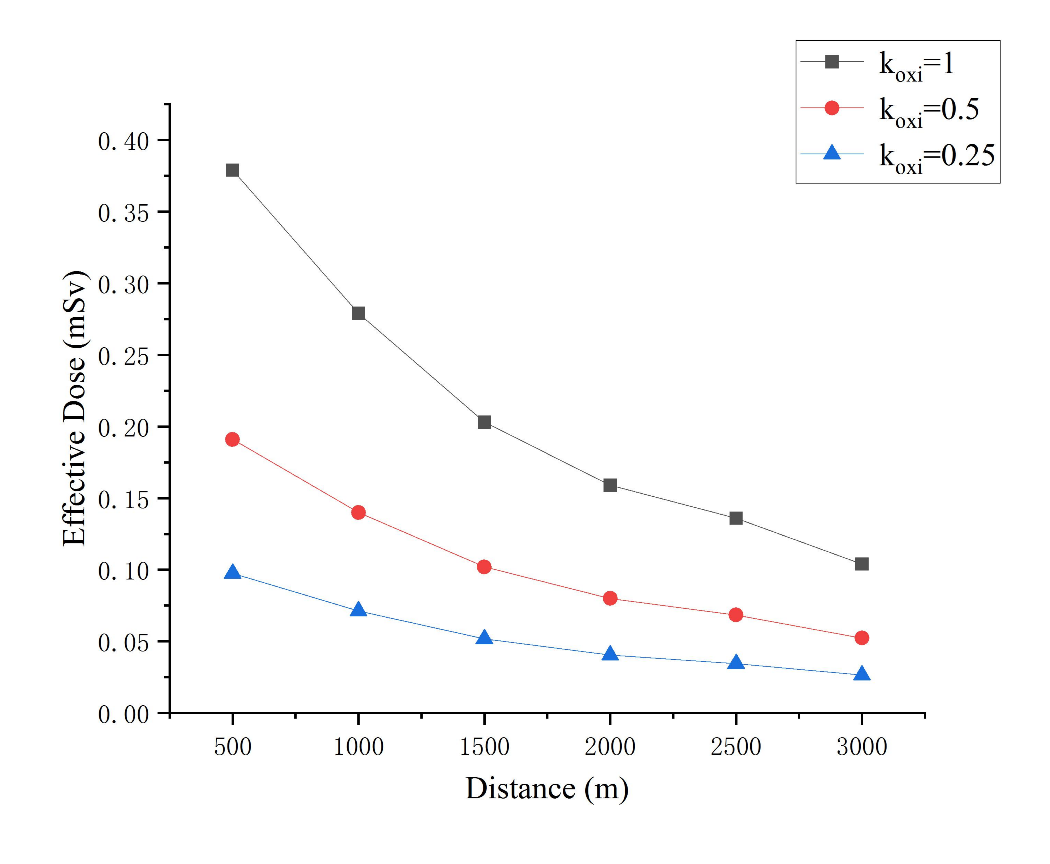


图 6 k_{oxi} 不同取值时的气态氚剂量

Fig 6. The effective dose of tritium gas with different values of k_{oxi}

表 3 k_{oxi} 不同取值时的气态氚剂量

Table3. The effective dose of tritium gas with different values of k_{oxi}

到释放点距离（m）Distance (m)		500	1000	1500	2000	2500	3000
k_{oxi}=1	剂量（mSv）	0.379	0.279	0.203	0.159	0.136	0.104

	effective dose (mSv)						
	再蒸发效应占比 Revaporization proportion	99.05%	99.19%	99.36%	99.47%	99.54%	99.55%
k_{oxi}=0.5	剂量（mSv） effective dose (mSv)	**0.191**	**0.140**	**0.102**	**0.080**	**0.068**	**0.052**
	再蒸发效应占比 Revaporization proportion	98.12%	98.40%	98.72%	98.94%	99.09%	99.11%
k_{oxi}=0.25	剂量（mSv） effective dose (mSv)	**0.097**	**0.071**	**0.052**	**0.040**	**0.035**	**0.026**
	再蒸发效应占比 Revaporization proportion	96.31%	96.85%	97.48%	97.90%	98.19%	98.23%

（2）再蒸发时长

本文研究了再蒸发时长 t_{reem} 取为 48h，24h，12h，8h 时的气态氚剂量差异，计算结果如表 4 所示。由结果可知，由于 HTO 的再蒸发效应随时间衰减，再蒸发时长在 8-48h 时剂量差别不大，再蒸发效应对剂量的贡献主要集中在前 8 小时。

表 4 不同再蒸发时长下的气态氚剂量（单位：mSv）

Table 4. The different effective dose of tritium gas with different revaporization duration (unit:mSv)

到释放点距离 (m) Distance (m)	500	1000	1500	2000	2500	3000
t_{reem}=48h	0.379	0.279	0.203	0.159	0.136	0.104
t_{reem}=24h	0.379	0.279	0.203	0.159	0.136	0.104
t_{reem}=12h	0.377	0.278	0.203	0.159	0.136	0.104
t_{reem}=8h	0.372	0.274	0.201	0.157	0.135	0.103

3 结论与讨论

本文从气态氚的辐射影响评价出发，研究了聚变堆气态氚释放对公众造成的剂量，计算中考虑了 HT 的释放和大气弥散、干沉积、土壤氧化以及 HTO 的再蒸发过程，计算了释放点周边气态氚的吸入内照射剂量。

研究发现，当聚变堆的气态氚以 HT 的形式释放时，其土壤氧化以及 HTO 的再蒸发是辐射剂量的主要来源，对于土壤中氧化形成的 HTO，应主要考虑以辐射评价位置为中心 10000m 范围内 HTO 的再蒸发效应所造成的剂量。

通过本文研究还可知，厂址气象条件和土壤中 HT 的氧化比例是决定聚变堆气态氚有效剂量的关键参数。在实践应用中，工程规划和建设初期，可基于保守角度假设土壤中的 HT 被全部氧化，以获得气态氚环境影响相对保守的结果，而后续阶段，建议对拟建聚变堆厂址的大气环境及土壤条件开展更细致的调研和实验，以获得气态氚在大气和土壤中的关键转移参数，用于更为准确地评估聚变堆的辐射环境影响。

从研究中各案例的计算结果可知，由于聚变堆释放的气态氚总量远高于现行压水堆，其对公众造成的辐射剂量也更高。从公众剂量角度出发，若要降低聚变堆对环境的影响，一方面需要提升聚变堆的安全水平，减少气态氚向环境的释放，同时也应尽量将聚变堆厂址建在平坦开阔，周边没有高大山体或建筑物的地带，降低周围建筑或山体对气态氚弥散过程中的尾流影响，以减少气态氚弥散至地面处的浓度。

作者贡献说明

左庆宁：文献调研，模型研究，案例计算及论文撰写

黄靖云：大气弥散模型研究，文献调研

张君南：大气弥散计算程序的编写

王晓亮，白晓平，魏其铭：提供论文的指导及修改建议

参考文献

[1] 中华人民共和国国务院。中国中长期科学和技术发展规划纲要（2006-2020年）[EB/OL]。https://www.gov.cn/jrzg/2006-02/09/content_183787.htm.

The State Council of Peoples Republic of China.Outline of Chinese Medium and Long Term Program for Scientific and Technological Development(2006-2020)[EB/OL]. https://www.gov.cn/jrzg/2006-02/09/content_183787.htm.

[2] 张国书。核聚变能源的开发现状及新进展[J]. 中国核电，2018,11（1）：30-34。

Zhang Guoshu.Status and Recent Progress in the Development of Nuclear Fusion Energy[J].China Nuclear Power,2018,11(1):30-34.DOI: 10.12058/zghd.2018.01.030.
[3] 彭述明，陈志林，周晓松。聚变能源中氚安全研究进展及展望[J]. 中国科学：物理学 力学 天文学，2022,52（2）：222021。
Peng S M, Chen Z L, Zhou X S. Progress and prospects on tritium safety for fusion energy (in Chinese)[J]. Sci Sin-Phys Mech Astron, 2022, 52: 222021.DOI:10.1360/SSPMA-2021-0191
[4] 吴宜灿等。聚变堆安全特性的评价研究[J]. 核科学与工程，2016,36（6）：802-810。
Wu Yican. Assessment on Safety Characteristics of Fusion Nuclear Reactor[J].Nuclear Science and Engineering,2016,36(6):802-810.DOI:10.3969/j.issn.0258-0918.2016.06.013.
[5] 潘垣，庄革，张明等。国际热核实验反应堆计划及其对中国核能发展战略的影响[J]. 物理，2010,39（6）：379-384。
Pan Yuan, Zhuang Ge, Zhang Ming. The ITER program and its impact on China’s nuclear energy development[J].Physics,2010,39(6):379-384.DOI:CNKI:SUN:WLZZ.0.2010-06-002.
[6] Baojie Nie, Sheng Fang, Man Jiang. Anthropogenic tritium: Inventory, discharge, environmental behavior and health effects [J]. Renewable and Sustainable Energy Reviews. 2021, 135: 110188.DOI:10.1016/j.rser.2020.11
[7] 申慧芳，钱渊，杜林等。核设施氚气态释放后植物中有机氚的研究进展[J]。原子能科学技术，2014，48（10）：1766-1774。
Shen Huifang, Qian Yuan, Du Lin.Overview of Organically Bound Tritium in Plant for Atmospheric Release of Tritium From Nuclear Installation[J].Atomic Energy Science and Technology,2014,48(10):1766-1774.DOI:10.7538/yzk.2014.48.10.1766.
[8] 王晓亮，郑平辉，郑伟。华龙一号核电厂公众剂量辐射优化设计目标值研究[J]。辐射防护，2019,39（3）：177-183。
Optimization study on the design objective of public radiation dose for HPR1000 nuclear plants[J].Radiation Protection,2019,39(3):177-183.
[9] 杨端节，陈晓秋。我国核电厂运行中的氚排放[J]。辐射防护，2011，31（4）：193-197。
Yang Duanjie, Chen Xiaoqiu.Tritium Discharge during Nuclear Power Operation in China[J].Radiation Protection,2011,31(4):193-197.DOI:CNKI:SUN:FSFH.0.2011-04-002.

[10] 黎辉，梅其良，付亚茹。核电厂氚的产生和排放分析[J]。原子能科学技术，2015，49（4）：739-743。

Li Hui, Mei Qiliang, Fu Yaru.Analyses of Generation and Release of Tritium in Nuclear Power Plant[J].Atomic Energy Science and Technology,2015,49(4):739-743.DOI:10.7538/yzk.2015.49.04.0739.

[11] Jung-Seok Chae, Guebuem Kim. Dispersion and removal characteristics of tritium originated from nuclear power plants in the atmosphere [J]. Journal of Environmental Radioactivity, 2018, 192: 524-531.DOI:10.1016/j.jenvrad.2018.08.007.

[12]Taylor N. Preliminary safety report(RPrS)[R]. French: ITER,2011.

[13]聂保杰。聚变堆放射性核素的环境迁移与公众后果研究[D].中国科学技术大学，2017。

Nie Baojie. Research on Radionuclides Environmental Migration and Public Consequences of Fusion Reactor[D]. University of Science and Technology of China,2017.

[14] 许幼幼。CFETR 失真事故下放射性迁移研究[D].中国科学技术大学，2019。

Xu Youyou. Study of Radioactivity Migration in the Loss of Vacuum Accident for CFETR[D].University of Science and Technology of China,2019.

[15] 潘自强等。中国核工业三十年辐射环境质量评价[M]。北京：中国原子能出版社，2013。

Pan Ziqing.Evaluation of radiation environmental quality in Chinese nuclear industry in 30 years[M].China:China Atomic Energy Press,2013.

[16]Sumi YOKOYAMA,Hiroshi NOGUCHI,Naohiro KUROSAWA.Development of Dose Assessment Code for Accidental Tritium Releases[J].J Health Phys,2005,40(4),376-384.DOI:10.5453/jhps.40.376.

[17]邹长贵。面源模式中后退虚拟点源位置的固定化研究[J].辐射防护通讯，1991,2:27-32。

Zou Changgui. The Immobilization study on the position of the recessional virtual point source in the mode of area source[J].Radiation Protection Bulletin,1991,2:27-32. DOI:CNKI:SUN:DEFE.0.1991-02-006.

[18] M. Ichimasa, Y. Ichimasa, Y. Azuma, et al. Oxidation of molecular tritium by surface soils[J]. Journal of Radiation Research, 1988,29:144-151. DOI:10.1269/jrr.29.144.

[19] S. YOKOYAMA, H. NOGUCHI, M. ICHIMASA, Y. ICHIMASA and S. FuKuTAN1. Deposition of heavy water on soil and reemission to the atmosphere, Fusion Eng. Des., 42, 141-148 (1998). DOI:10.1016/s0920-3796(98)00184-7.

[20] J. A. GARLAND. The absorption and evaporation of tritiated water vapor by soil and grassland, Water Air Soil Poll.,13, 317 (1980). DOI:10.1007/BF02145476.
[21] M. TASCHNER, B. WIENER and C. BUNNENBERG. HT dispersion and deposition in soil, Fusion Technol., 14, 1264- 1272 (1988). DOI:10.13182/FST88-A25314.
[22] ICRP.Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides[R]. Part 5. ICRP Publication 72, Ann. ICRP, 26 (1), (1996).
[23] GB6249-2011. 核动力厂环境辐射防护规定[S].环境保护部，2011.
GB6249-2011. Regulations for environmental radiation protection of nuclear power plant[S]. Ministry of Ecology and Environment,2011.